模拟干湿条件下土壤酶活性对坝地土壤有机碳矿化的影响

邢欣然[1]， 张 祎[1]， 李 鹏[2]， 刘晓君[3]， 陶清瑞[4]， 任正龑[4]， 胥世斌[5]

（1. 宁夏大学生态环境学院，宁夏 银川 750021；2. 西安理工大学，西北旱区生态水利工程国家重点实验室培育基地，陕西 西安 710048；3. 宁夏大学农学院，宁夏 银川 750021；4. 宁夏回族自治区水土保持监测总站，宁夏 银川 750002；5. 西吉县滥泥河流域水土保持试验工作站，宁夏 西吉 756200）

摘 要：气候变化导致长期干旱和强降雨事件的发生频率增加，从而对生态系统碳循环产生影响。因此，了解不同干湿条件土壤酶活性如何影响有机碳矿化，能够帮助深入理解碳循环机制并推进全球碳中和目标达成。据此，本研究选择黄土高原特有的控制侵蚀所修建的淤地坝为研究对象，并设计淹水胁迫、干旱胁迫和干湿循环3种处理监测土壤酶活性及有机碳矿化过程。结果表明：干湿循环对有机碳矿化存在瞬时激发效应，且有机碳累积矿化量介于干旱胁迫和淹水胁迫之间。同时干湿循环均会增加碳循环和氮循环相关酶活性，但随着循环次数的增加酶活性逐渐降低并趋于稳定。三种水分处理条件下酶活性均受到碳和磷的限制，而干湿循环次数越多碳限制越强烈，第四次干湿交替后干湿交替条件下磷限制作用超过淹水胁迫和干旱胁迫。当土壤处于干旱、淹水胁迫以及干湿循环时，限制有机碳矿化的酶活性因子也各不相同。干旱胁迫下磷酸酶因子的直接作用为99%，淹水胁迫下$EAA_{C/N}$（碳循环相关酶/氮循环相关酶）和木糖苷酶因子的直接作用为87%，干旱胁迫和淹水胁迫下因子间交互作用仅为1%和13%。干湿循环条件下，磷酸酶和β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶因子的直接作用为75%，因子间交互作用为25%，干湿循环可以显著增加因子之间的相互联系。本研究可为明晰黄土高原淤地坝建设在国家碳中和目标中发挥的作用提供理论支撑。

关键词：干湿交替；土壤酶；土壤有机碳矿化；黄土高原

气候变暖导致全球降水格局发生变化，极端降水和干旱事件发生频率显著增加，土壤干湿交替现象随之频发，尤其在干旱和半干旱地区表现更为明显[1]。由于土壤表层不断经历长期干旱和相对急剧再湿润的过程，进一步影响碳循环过程中密切相关的生物化学物理过程[2]，从而加快有机碳的释放，最终导致全球变暖持续加剧[3]。

有机碳矿化是在微生物参与下分解土壤中的活性有机组分并释放出CO_2的过程。而土壤微生物活性与水分变化十分密切，微生物活性会随着土壤含水率的降低而降低[4]。当土壤处于长期干旱时，土壤微生物为防止细胞脱水死亡会自动调节渗透压，并累积大量溶质例如蛋白质、多糖等。土壤从干旱到湿润状态后，有活性的微生物会利用前面所累积的溶质加快繁殖，从而提高微生物呼吸和土壤呼吸[5]。土壤酶活性作为有机物质分解和生物地球化学循环的关键组成部分，在微生物对养分需求的评估中被广泛应用[6]。Sinsabaugh等[7]研究发现微生物获取资源分配过程可用碳、氮、磷水解酶活性比例表达，通过化学计量比指示微生物代谢受限制因素。α-葡萄糖苷酶、纤维素酶和β-木糖苷酶可将纤维素和糖溶解为可利用有机碳，亮氨酸氨基肽酶和β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶通过降解蛋白质和几丁质来获取氮元素，磷酸酶则是水解有机磷释放获取无机磷[8]。这六种水解酶为土壤生态系统代谢活动提供动力支持，还直接参与土壤有机碳分解和积

收稿日期：2024-04-21 **修订日期：**2024-06-12
基金项目：宁夏自然科学基金项目（2023AAC03054）；国家自然科学基金项目（42473069）
作者简介：邢欣然（2000-），男，硕士研究生，主要从事土壤侵蚀及碳循环研究. E-mail: 13099525526@163.com
通讯作者：张祎. E-mail: yzhang026@nxu.edu.cn

累。赵宇航等[9]对土壤酶活性与有机碳累积矿化量进行研究,发现β-葡萄糖甘酶活性与有机碳矿化量的增加呈正相关关系。同时,土壤酶活性对不同水分梯度的响应也存在差异。于淑华等[10]研究发现土壤酶活性随土壤含水量的增加而增加,而干湿交替条件下土壤酶活性呈现先增加后降低的变化规律。进一步深化不同干湿条件下土壤酶活性变化过程对清晰认识有机碳矿化作用机制有着决定性意义。

淤地坝是黄土高原水土流失治理的重要沟道工程[11]。据统计,截至2021年黄土高原地区约建设有5.7×10^4座淤地坝,形成了大范围可供农业种植的坝地,累计拦截泥沙2.1×10^{10} m^3,被认为是黄土高原重要的碳汇区域。在侵蚀的作用下,泥沙不断被输送至沟道并在淤地坝内不断地淤积、压实和深埋。同时,淤积坝地水热条件发生改变,从而影响有机碳矿化和贮存过程。黄土高原地区降雨多集中于7—9月,来水来沙量占全年的70%以上,导致坝地表层土壤在长时间处于相对干旱的环境,而汛期坝地表层又会经历快速湿润缓慢干燥的过程。基于此,探究黄土高原坝地在经历不同水分条件时土壤酶活性对有机碳矿化的影响,对于深入理解土壤生态系统中碳循环过程至关重要。目前坝地土壤经历干旱胁迫、淹水胁迫以及干湿交替条件下有机碳矿化特征的对比研究相对匮乏,同时需进一步明确土壤酶活性对有机碳矿化的调控机制。因此,本文选择黄土高原特有的淤地坝为研究对象,通过室内模拟试验,设定干旱胁迫、淹水胁迫和干湿交替3种处理,研究不同干湿条件下土壤酶活性及有机碳矿化特征,量化土壤酶活性对有机碳矿化的贡献,为明晰黄土高原淤地坝建设在国家碳中和目标中发挥作用提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于陕西省子洲县西北部的正沟小流域,处于黄河二级支流大理河下游左岸。流域地理位置为37°43′00″N,109°58′29″E(图1)。正沟流域面积为1.9 km^2,属于典型黄土丘陵沟壑区,土壤为黄绵土,海拔高程在950~1200 m,年平均气温为10.2 ℃,多年平均降水量约为520 mm,主要集中在7—9月,且多以暴雨形式出现,汛期降水量可达到全年降水量的70%左右。正沟流域内,沟壑纵横、梁峁林立、沟谷深切、地形破碎。取样点位置是正沟小流域集水区的一座骨干淤地坝(正沟骨干坝)坝地,正沟骨干坝上下游沟道内均无现状淤地坝。

1.2 土壤采集

于2022年5月进行土壤采集工作,由于淤地坝的蓄混排清作用,在洪水期间,坝地处于淹没状态,洪水过后通过排水设施将洪水逐渐排出,土壤变干,周而复始,在坝地表层形成干湿交替的循环。针对该实际情况,将坝地分为坝前、坝中和坝后三个区域(图2),在每个区域内按照9点法在坝地表层

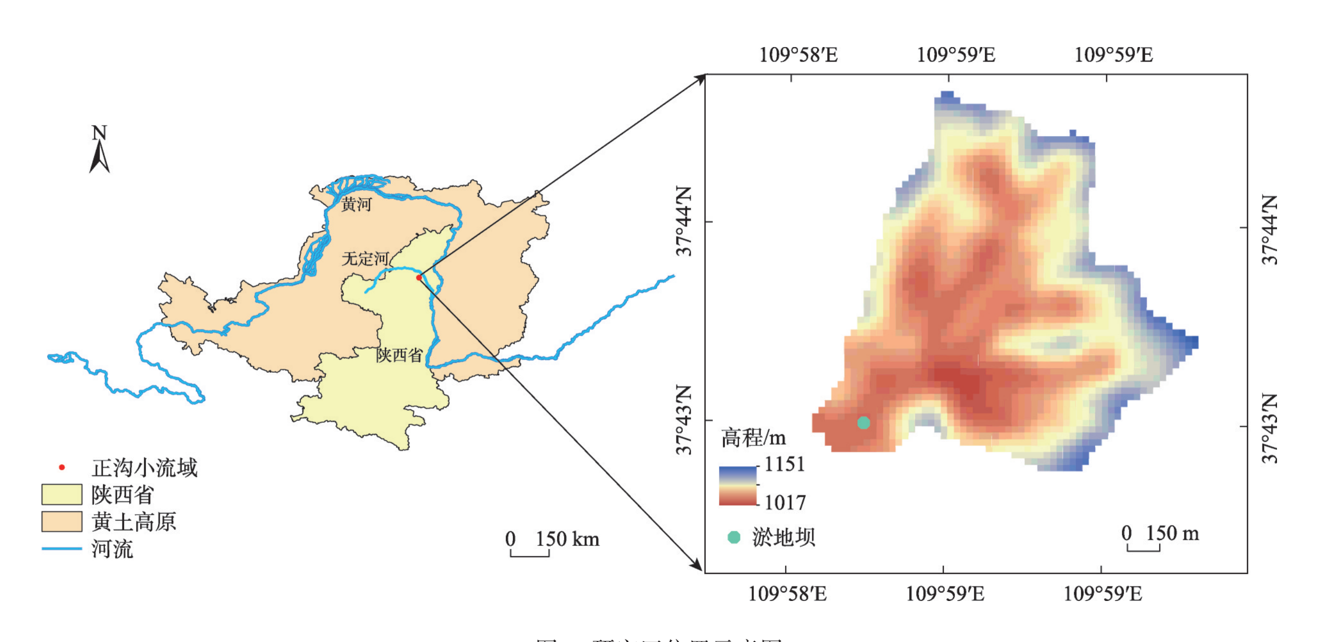


图1 研究区位置示意图

Fig. 1 Location of study area

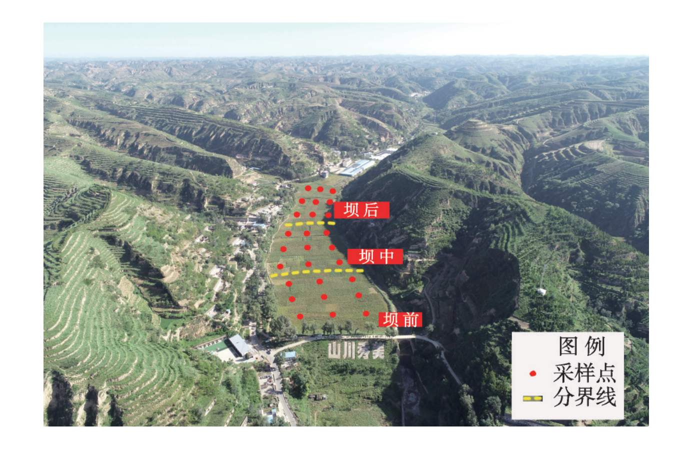


图2　采样点分布

Fig. 2　Distribution of sampling points

0~20 cm深度进行取样,并将三个区域的样品合并为单一的复合样品并冷藏于4 ℃条件下用于土壤酶活性测定。具体的理化性质见表1。

1.3　干湿循环矿化试验

依据实地监测及前人研究结果[12],旱季坝地0~30 cm土壤含水量范围为10.8%~31.2%,雨季坝地常形成水淹状态,土壤含水量(WHC)可达到100%。本试验结合实际情况设置干湿循环100%~30%(WHC),淹水胁迫(100%WHC)和干旱胁迫(30%WHC)3个水分状况处理。干湿循环处理设置5个连续干湿循环,每个干湿周期包括缓慢干旱过程和快速湿润过程,使WHC100%降至30%,湿润过程采取快速喷淋式使土壤含水率在数分钟内迅速达到100%WHC。通过前期的预实验,将土壤含水量在100%的原状土壤进行含水量监测,我们发现降低到30%的含水量大约需要6 d的时间[13]。因此,本试验根据前期预实验结果将一次干湿循环天数设定为6 d,共进行5次干湿循环,为期30 d培养。淹水胁迫和干旱胁迫处理不同于干湿交替处理,虽然三种处理的时间一致,但是干旱胁迫和淹水胁迫没有干湿交替过程,每天通过对含水量进行监测并随时补充水分以保持淹水胁迫处理下的土壤含水量在100%,干旱胁迫处理下的土壤含水量在30%。

分别称取500 g过2 mm筛的土样装入试验装置中,每组试验各设5个重复,在25±1 ℃的人工气候箱中恒温培育,并放入盛有20 mL的0.1 mol·L^{-1} NaOH溶液的塑料瓶以吸收释放的CO_2,每个土样设置3个重复(图3)。培养结束后,往收集的NaOH溶液加入0.1 mol·L^{-1} $BaCl_2$溶液10 mL,对其进行离心过滤后(0.45 μm滤头),利用0.5 mol·L^{-1}HCl滴定NaOH过滤液(以甲基橙为指示剂)并计算土壤释放的CO_2量。在实验培养周期内,进行土壤采集用于测定土壤酶活性。

1.4　数据处理与分析

1.4.1　土壤CO_2-C释放量　土壤CO_2-C释放量计算公式如下:

$$C_i=\frac{\left[\left(A_0-A_1\right)-\left(A_0-A_2\right)\right]\times M_c}{2} \quad (1)$$

式中:C_i为第i次滴定土壤CO_2释放量(mg);A_0为培

表1　土壤理化性质

Tab. 1　Physicochemical properties of soil

类型	粉粒/%	砂粒/%	黏粒/%	土壤含水率/%	有机碳/(g·kg^{-1})	全氮/(g·kg^{-1})	全磷/(g·kg^{-1})	速效磷/(mg·kg^{-1})	铵态氮/(mg·kg^{-1})	硝态氮/(mg·kg^{-1})
坝地	74.52±7.84	14.93±7.96	10.53±0.15	34.50±3.89	4.52±0.93	1.11±0.34	3.01±0.33	0.018±0.010	1.574±0.140	0.012±0.010

注:数据为平均值±标准差。



图3　干湿交替矿化培养

Fig. 3　Alternating drying and wetting mineralization cultivation

养前加入NaOH的摩尔数(nmol);A_1为培养土样NaOH溶液消耗的HCL滴定量(nmol);A_2为空白样消耗的HCL滴定量(nmol),M_c为碳的原子质量。

1.4.2 土壤酶活性测定 土壤酶类型分为三种类型,分别为与碳相关的酶有β-葡萄糖苷酶(BG)、木糖苷酶(EC)、纤维素水解酶(EG),与氮相关的酶有β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG)、亮氨酸酶(LAP),与磷相关的酶有磷酸酶(AP),如表2所示。采用微孔板荧光法测定,称取1 g新鲜土样加入浓度为0.01 mol·L^{-1}醋酸盐缓冲液(pH=5)125 mL,在25 ℃恒温摇床上震荡2 h制备土壤悬浊液,吸取1 mL悬浊液于离心管中,加入0.25 mL荧光底物,摇匀后即为测定样品管,随后在25 ℃恒温培养箱中黑暗条件下培养β-葡萄糖苷酶、木糖苷酶、纤维素水解酶和β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶4 h,亮氨酸酶和磷酸酶2 h。最后用移液器吸取250 μL样品加入到96孔酶标板中上机测定,分别在365 nm和450 nm波长下测定荧光值。公式如下:

$$A_b = \frac{FV}{eV_1tm} \tag{2}$$

$$F = (f - f_b) - q - f_s \tag{3}$$

$$e = \frac{f_r}{C_sV_2} \tag{4}$$

$$q = \frac{f_q - f_b}{f_r} \tag{5}$$

式中:A_b为土壤样品的酶活性(μmol·g^{-1}·h^{-1});F为校正后的样品荧光值;V为土壤悬浊液的总体积(125 mL);e为荧光释放系数;V_1为微孔板每孔中加入的样品悬浊液的体积(0.2 mL);t为暗培养时间(4 h或2 h);m为干土样的质量(1 g鲜土样换算成干土样的结果);f为酶标仪读取样品微孔的荧光值;f_b为空白微孔的荧光值;q为淬火系数;f_s为阴性对照微孔的荧光值;f_r为参考标准微孔的荧光值;C_s为参考标准微孔的浓度(10 μmol·L^{-1});V_2为加入参考标准物的体积(0.00005 L);f_q为淬火标准微孔的荧光值。

1.4.3 土壤酶计量比及其矢量特征 本研究中的土壤酶计量比$EAA_{C/N}$(碳循环相关酶/氮循环相关酶)、$EAA_{C/P}$(碳循环相关酶/磷循环相关酶)、$EAA_{N/P}$(氮循环相关酶/磷循环相关酶)是土壤C、N、P获取酶(BG、EC、EG、LAP、NAG、AP)的比值[14],计算公式如下:

$$EAA_{C/N} = \frac{\mathrm{Ln}(BG + EC + EG)}{\mathrm{Ln}(NAG + LAP)} \tag{6}$$

$$EAA_{C/P} = \frac{\mathrm{Ln}(BG + EC + EG)}{\mathrm{Ln}(AP)} \tag{7}$$

$$EAA_{N/P} = \frac{\mathrm{Ln}(NAG + LAP)}{\mathrm{Ln}(AP)} \tag{8}$$

土壤酶计量比的矢量长度(*Vector L*)和角度(*Vector A*),矢量长度越长,微生物受碳限制程度越大。矢量角度小于45°,表示微生物受氮限制,矢量角度大于45°,表示微生物受磷限制[15]。计算公式如下:

$$Vector\ L = SQRT\left[\left(\frac{(BG+EC+EG)}{AP}\right)^2 + \left(\frac{(BG+EC+EG)}{(LAP+NAG)}\right)^2\right] \tag{9}$$

$$Vector\ A = Degrees\left[\mathrm{atan2}\left(\frac{(BG+EC+EG)}{AP}, \frac{(BG+EC+EG)}{(LAP+NAG)}\right)\right] \tag{10}$$

1.4.4 数据处理与统计分析 实验数据使用Excel 2019进行整理,OriginPro 2021进行图表制作,采用SPSS 26.0进行方差分析、相关性分析。将9种酶活性作为自变量,以土壤有机碳矿化为因变量,通过逐步回归分析定性识别干湿处理条件下对土壤有机碳矿化影响显著的因子也称为直接影响因子(一阶因子),再通过线性回归模型将所得到的一阶因

表2 土壤酶活性种类、缩写、底物和功能

Tab. 2 Types of soil enzyme activities their abbreviations, substrate and functions

土壤酶	缩写	底物	类型	功能
β-葡萄糖苷酶	BG	4-MUB-β-D-glucoside	C-targeting h ydrolytic	碳循环酶
木糖苷酶	EC	4-Methylumbelliferone-β-D-xylopyranoside	C-targeting hydrolytic	碳循环酶
纤维素水解酶	EG	4-Methylumbelliferyl-Beta-D-cellobiopyranoside	C-targeting hydrolytic	碳循环酶
β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶	NAG	β-N-Acetylglucosaminidase	N-targeting hydrolytic	氮循环酶
亮氨酸酶	LAP	L-Leucine-7-amido-4-methylcoumarin hydrochloride	N-targeting hydrolytic	氮循环酶
磷酸酶	AP	4-Methylumbelliferyl phosphate	P-targeting hydrolytic	磷循环酶

子设为因变量,将原先的9个酶相关变量(除去一阶因子本身)设为自变量后进行Duncan多重比较识别出直接影响到一阶因子且间接影响到有机碳矿化的四个因子(二阶因子),最后使用JMP 10.0功效分析求解定量出每个因子直接、间接和交互作用的贡献度[16],计算公式如下:

$$\alpha = 1 - FDIst[F_C, df_{Hyp}, N - df_{Model} - 1] \quad (11)$$

$$\lambda = \left(\frac{N\delta^2}{\sigma^2}\right) \quad (12)$$

$$功效 = 1 - FDIst[F_C df_{Hyp}, N - df_{Model} - 1, \frac{N\delta^2}{\sigma^2}] \quad (13)$$

式中:$FDIst$为分布函数;α为显著性水平;N为样本大小;df_{Hyp}表示假设的自由度;df_{Model}表示模型的自由度;δ^2为效应值;σ^2是误差方差的建议(估计)值;λ为非中心参数。

2 结果与分析

2.1 土壤有机碳矿化特征

有机碳矿化量受干湿交替次数和水分条件变化影响(图4)。不同干湿条件下土壤每日有机碳瞬时矿化量随培养周期次数增加而发生不同程度减弱。第一个干湿交替周期中干旱胁迫和干湿交替条件下有机碳矿化量下降幅度最大(60%),而淹水胁迫下降较为平稳,第一次下降变化仅有40%。后四次干湿交替和淹水胁迫条件下呈阶段性下降,但表现也有所不同,干旱胁迫条件下下降呈平稳趋势,干湿交替条件下的矿化量在每个湿润周期都会短时上升。五次干湿交替后,与干旱胁迫相比,土壤有机碳矿化的激发效应增加了0%、50%、75%、66.6%、85.7%。由此佐证干湿交替对土壤有机碳矿化量存在瞬时激发效应。

从土壤累计矿化量(图5)得出干湿交替条件下有机碳累计矿化量高于干旱胁迫而低于淹水胁迫。每次湿润后,伴随着土壤有机碳矿化的激发效应,有机碳矿化量相较干旱胁迫均有所增加,但增加幅度随干湿循环增加逐渐减弱。干湿交替条件下累计矿化量低于淹水胁迫条件,说明“激发效应”产生的增加量不足以抵消土壤处于干旱期减少的矿

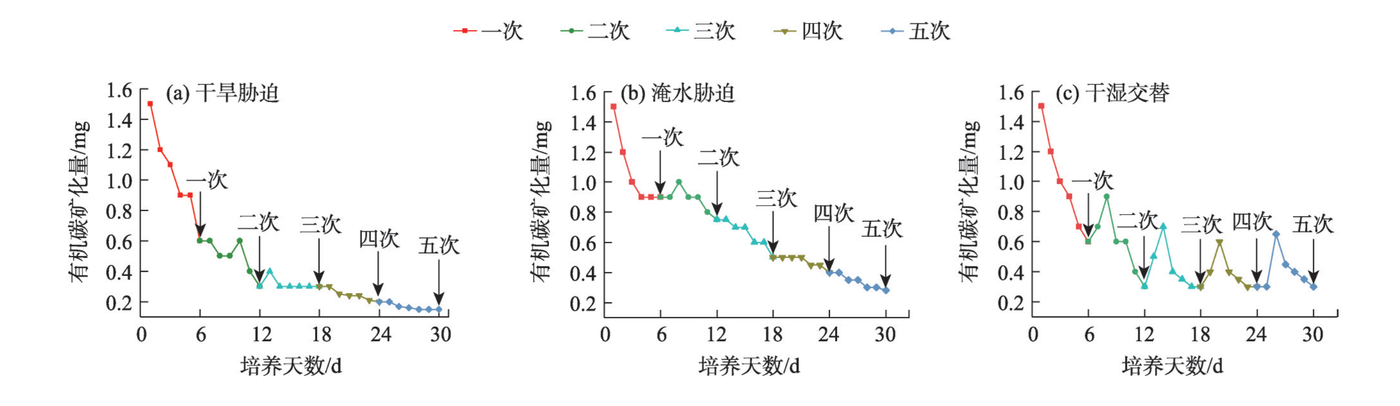


图4 不同干湿条件下土壤有机碳瞬时矿化量

Fig. 4 Instantaneous mineralization of soil organic carbon under different dry and wet conditions

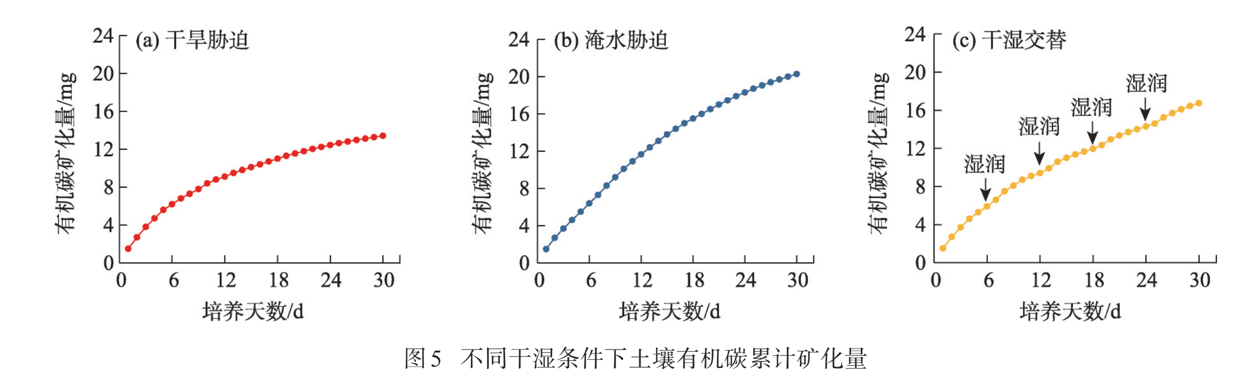


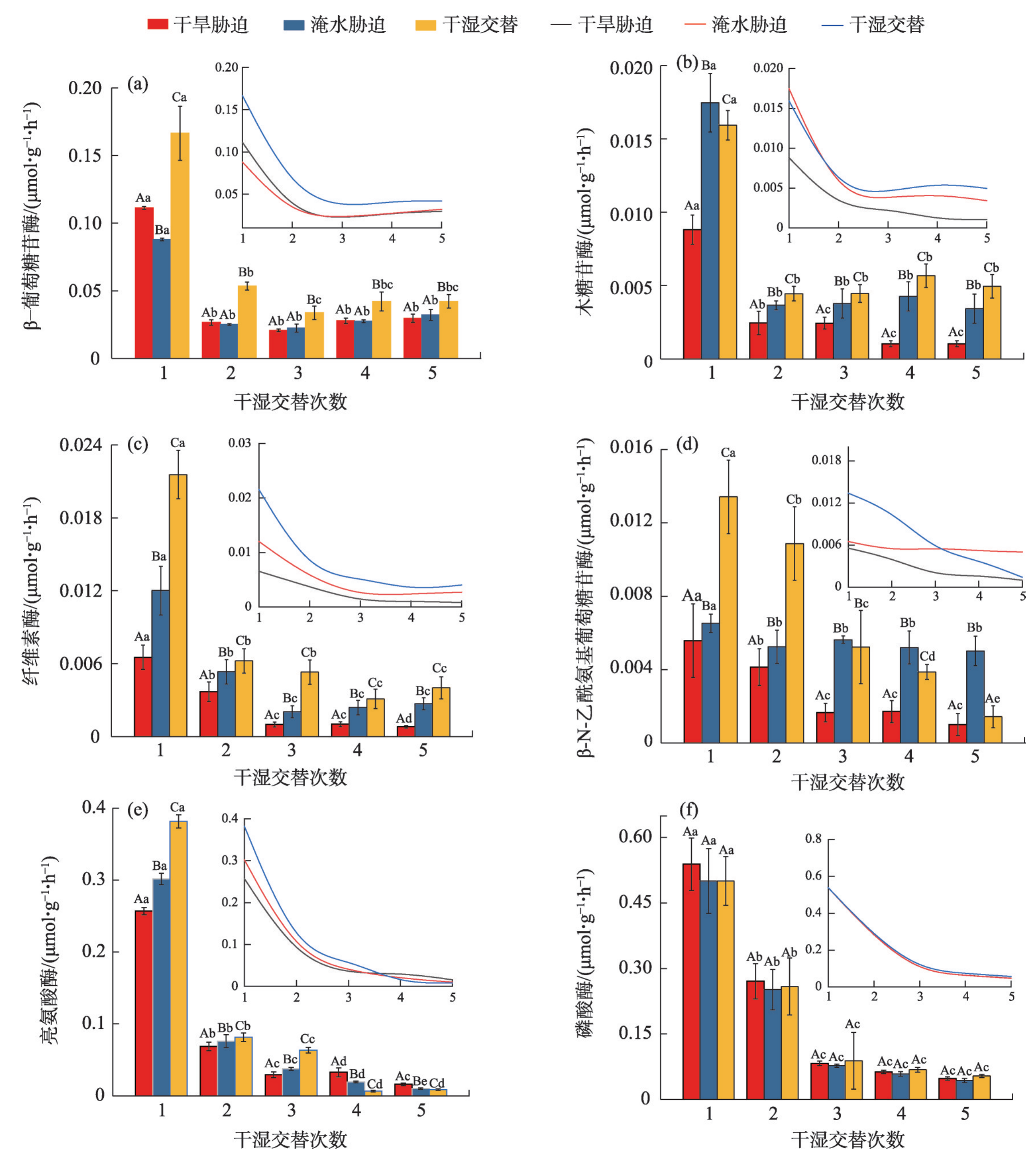
图5 不同干湿条件下土壤有机碳累计矿化量

Fig. 5 Cumulative mineralization of soil organic carbon under different dry and wet conditions

化量。

2.2　土壤酶活性变化特征

土壤酶活性随着干湿交替次数的增加呈现先降低后趋于稳定趋势(图6)。除β-葡萄糖苷酶(图6a)和磷酸酶(图6f)外,同一干湿交替次数下,干旱胁迫条件下的酶活性均低于淹水胁迫和干湿交替条件下。磷酸酶在不同干湿条件下都无显著性差异($P<0.05$)。β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶(图6d)则在淹水胁迫和干湿交替条件下呈现不同响应,淹水胁迫下,β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶活性随着干湿交替次数增加无明显变化($P>0.05$),而干湿交替下则呈现显著降低趋势($P<0.05$)。β-葡萄糖苷酶(图6a)、木糖苷酶(图6b)、纤维素酶(图6c)随着干湿交替次数增加,干湿交替条件下的酶含量均显著高于干旱胁迫和淹水胁迫条件下的酶活性($P<0.05$)。亮氨酸酶(图6e)与其他酶不同,随着干湿交替次数的



注:图中大写字母表示同一干湿交替次数下,不同处理碳、氮、磷循环相关酶含量差异达到显著性水平($P<0.05$);小写字母表示在同一种处理,不同干湿交替次数碳、氮、磷循环相关酶含量差异达到显著性水平($P<0.05$)。

图6　土壤酶活性在不同干湿条件和干湿交替次数下的变化特征

Fig. 6　Variations in soil enzyme activity under different moisture conditions and cycles of moisture alternation

增加，干湿交替条件下的酶活性含量从显著高于干旱胁迫和淹水胁迫到显著低于前两者（$P<0.05$）。

2.3 土壤酶计量学特征

在5次干湿交替循环处理下，$EAA_{C/N}$、$EAA_{C/P}$和$EAA_{N/P}$范围为1.81~0.64、3.46~1.04和2.16~1.14（图7）。随着干湿交替次数的增加，$EAA_{C/N}$以及$EAA_{C/P}$逐渐降低。$EAA_{N/P}$随着干湿交替次数的增加，呈现先降低后增加的趋势。

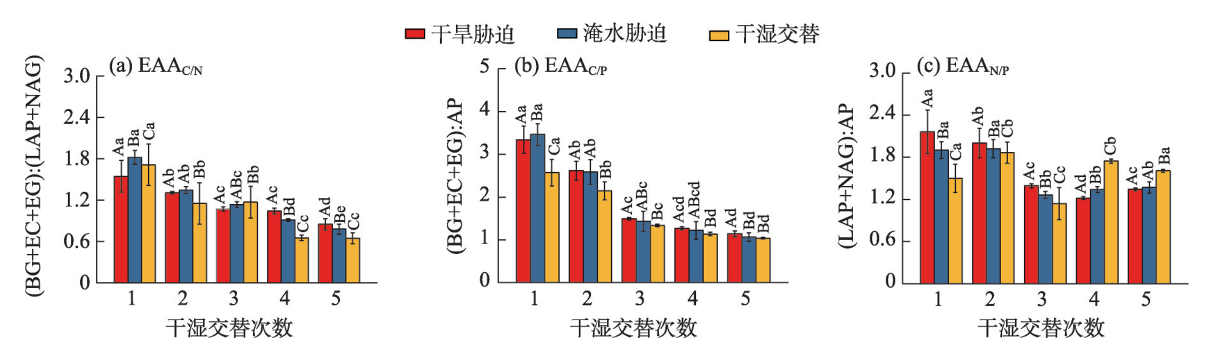
随着干湿交替次数增加，土壤酶化学计量向量长度呈现增加的变化规律（图8），且干湿交替处理始终高于干旱胁迫和淹水胁迫。三种水分处理条件下酶活性均受到碳的限制，而干湿循环次数越多碳限制越强烈。整个干湿交替周期中，三组处理均受到磷的限制作用，但在第四次干湿交替周期中干湿交替条件下的磷限制作用超过了干旱胁迫和淹水胁迫条件。

2.4 土壤酶活性对矿化量的贡献度

以有机碳矿化量为因变量，将9种酶活性作为自变量进行逐步回归分析（表3），回归R^2均高于0.97，识别出磷酸酶是干旱胁迫下有机碳矿化的主要影响因子。$EAA_{C/N}$和木糖苷酶是淹水胁迫条件下有机碳矿化量最显著的影响因子，干湿交替条件下磷酸酶和β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶对有机碳矿化量产生显著影响。

线性回归分析得到对预测变量（一阶因子）有影响的四个因子（二阶因子），并通过功效分析得出不同干湿条件下二阶因子对一阶因子的贡献度以及一阶因子对有机碳矿化量的贡献度（图9）。

干旱胁迫条件下磷酸酶对有机碳矿化量的贡献度为99%，显著高于淹水胁迫条件下的$EEA_{C/N}$（11%）和β−木糖苷酶（76%）。干湿交替下两种影响因子对有机碳矿化的贡献率为46%（磷酸酶）和29%（β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶）。干旱胁迫条件下二阶因子单因子贡献度总和为45%，双因子交互贡献度总和为32%。而这与淹水胁迫条件下二阶因子贡献度相反，其单因子贡献度总和为15%和



注：图中大写字母表示同一干湿交替次数下，不同处理酶计量比差异达到显著性水平（$P<0.05$）；小写字母表示在同一种处理，不同干湿交替次数酶计量比差异达到显著性水平（$P<0.05$）。

图7　土壤酶计量比

Fig. 7　Soil enzyme stoichiometry

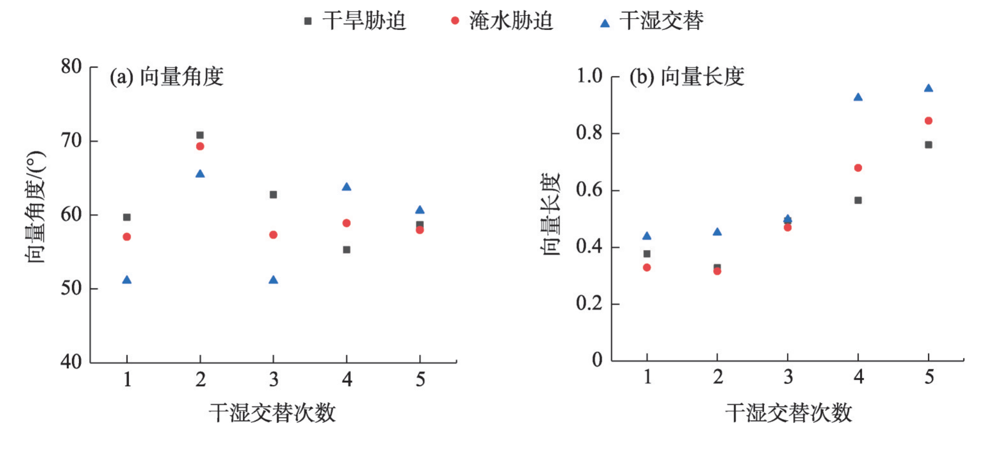


图8　土壤酶化学计量的向量角度和长度变化

Fig. 8　Variations in vector length and angle of soil enzyme stoichiometry

表3 有机碳矿化量与酶活性含量的逐步回归分析

Tab. 3 Stepwise regression analysis of organic carbon mineralization and enzyme activity levels

类型	逐步回归模型		标准系数	R^2
	预测变量	模型方程		
干旱胁迫	磷酸酶	Y=1.636X+0.118	0.989	0.972
淹水胁迫	$EAA_{C/N}$	Y=0.923X_1−16.291X_2−0.323	1.143	0.997
	β-木糖苷酶		−0.174	
干湿交替	磷酸酶	Y=1.682X_1−20.951X_2+0.351	1.385	0.998
	β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶		−0.421	

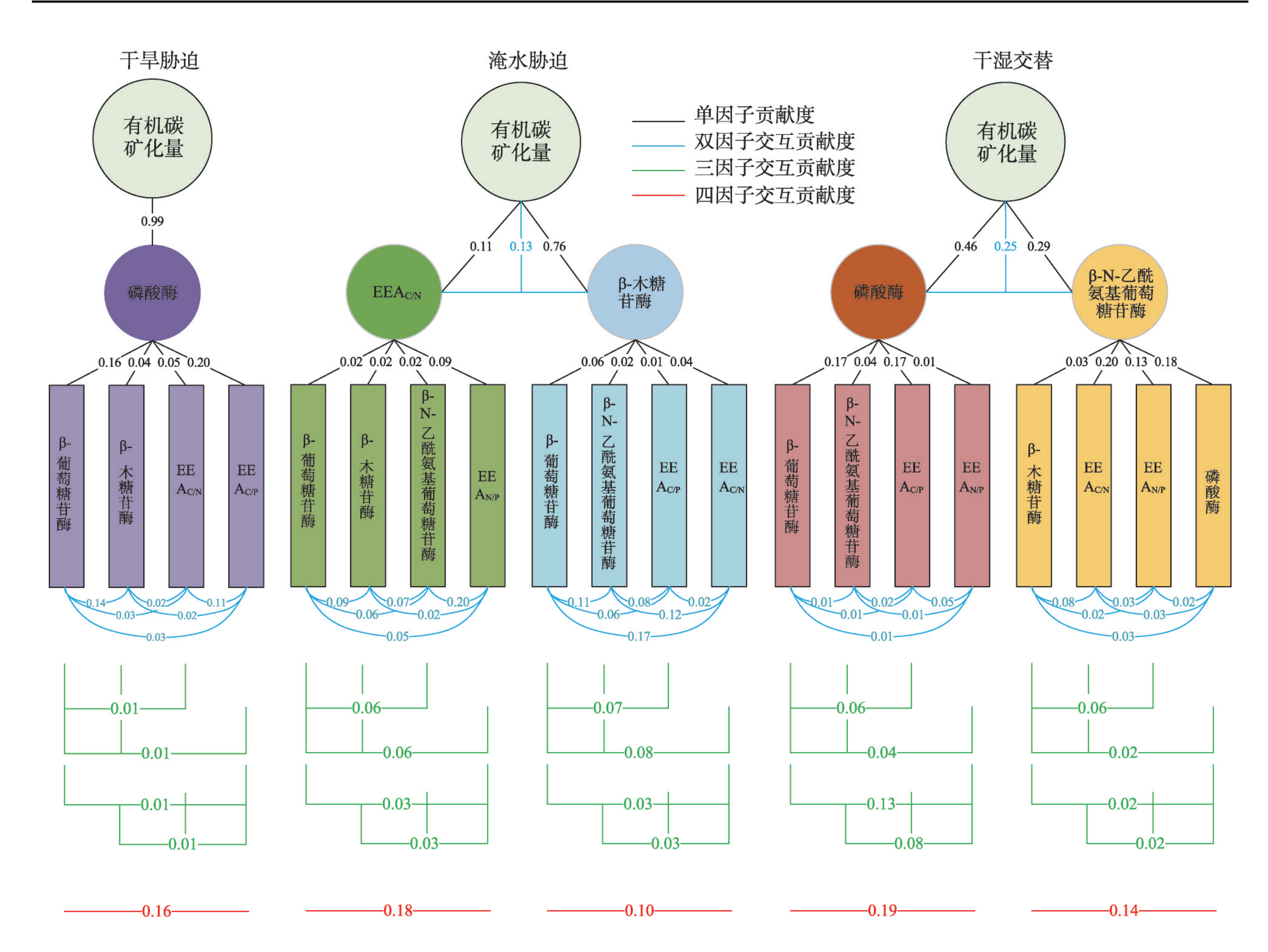


图9 不同干湿条件下有机碳矿化作用关系

Fig. 9 Relationship of organic carbon mineralization under different moisture conditions

13%，双因子贡献度总和为51%和56%。当土壤干旱时，土壤酶交互作用较少，仅靠土壤酶自身直接作用其他土壤酶；而当土壤足够湿润时，土壤酶之间的交互作用增加，土壤酶更倾向于多种土壤酶协作一起对其他土壤酶进行影响。

在不同干湿条件下二阶因子对一阶因子的贡献度中，不同酶计量占比最高，达到了干旱胁迫（$EEA_{C/N}$ 和 $EEA_{C/P}$ 共计51%）、淹水胁迫（$EEA_{N/P}$ 为31%，$EEA_{C/N}$ 和 $EEA_{C/P}$ 共计46%）、干湿交替（$EEA_{C/P}$ 和 $EEA_{N/P}$ 共计50%，$EEA_{C/N}$ 和 $EEA_{N/P}$ 共计52%）。与一阶因子类似，二阶因子直接作用相对较高，仅在干旱胁迫下磷酸酶和干湿交替下β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶间接作用高于直接作用。

3 讨 论

3.1 不同干湿条件淤地坝土壤有机碳矿化规律

本研究表明，淹水胁迫条件下土壤有机碳矿化率最高，进一步验证了水分是土壤有机碳矿化的主

导因素之一。在半干旱地区,土壤有机碳矿化对水分增加时更为敏感[17],相比干湿交替条件下,干旱胁迫条件下土壤有机碳矿化速率最低。因为土壤水分是影响微生物活性的重要因子[18],长期干旱条件下,水分条件无法满足一部分相关微生物维持自身活性最小需水量,致使微生物大量死亡,从而减少分解者对土壤有机碳的消耗。相关研究[19]表明当土壤含水率从35%降至5%时,土壤表层微生物生物量减少19.1%,土壤异养呼吸速率降低,CO_2释放量减少,最终减少有机碳的输出。干湿交替情况下,土壤有机碳的矿化率介于淹水胁迫和干旱胁迫之间,在土壤复湿后,土壤有机碳矿化激增,产生"Birch"效应。大量研究表明,干湿交替对土壤有机碳矿化存在"Birch"效应,即短暂的激发效应[20],而这种激发机制主要表现在干湿交替过程中水分急剧变化对土壤结构的裂解过程中。土壤团聚体既是土壤结构的基本单元,也是土壤有机碳的主要载体。干湿交替过程中,土壤物理、化学和生物多种因素协同作用导致土壤团聚体的破碎,从而激发有机碳矿化。在快速湿润和缓慢干燥过程中,土壤孔隙填充物不断在空气和水分之间转换,经历反复的收缩和膨胀,同时土壤颗粒与有机碳之间的连接被破坏,从而使有机碳失去物理保护,微生物可利用性增加,进而导致土壤有机碳矿化。伴随着干湿交替次数增加,激发效应逐渐减弱,因为土壤团聚体破碎后释放的可供微生物呼吸利用的有机质含量减少。

本研究结果表明,坝地土壤累积矿化量受土壤含水率影响,表现为淹水胁迫>干湿交替>干旱胁迫。高俊琴等[21]发现湿润环境中有机碳含量高于淹水环境,淹水时期土壤表层部分有机碳会随水分流失。淹水频率增加,土壤会通过水分和氧气不断循环从而促进营养物质的循环。另一方面,短期淹水下微生物活性会增强,微生物生物量碳转化速率加快,为养分补给提供了动力,而在长期淹水条件下土壤因无法接触氧气,营养物质转化速率降低,土壤质量衰退[22]。雨季时,在蓄水拦沙过程中,淤地坝存在淹水现象,导致土壤有机碳矿化量远高于旱季时期。通过淤地坝的排水设施(溢洪道、放水建筑物等),可以减少坝地处于淹水状态的时间(相较于"闷葫芦坝"),增加土壤处于较高湿润状态的时间,在经历再次淹水状态时,可以显著降低有机碳矿化量[23]。本研究结论也进一步佐证该结论(图4)。同时,Zhang等[24]研究发现高频干湿交替区的土壤养分高于低频干湿交替区,干湿交替过程将会改善土壤的通气状态更利于养分的释放和提高微生物的数量。因此,淤地坝通过溢洪道和放水建筑物可以调整洪水滞留的时间,且携带的细颗粒泥沙通过沉积的作用进一步补充坝地土壤的养分含量,在坝地生产过程中实现了长期固碳,短期减排,进而增加坝地土壤的肥力。

3.2 不同干湿条件土壤酶活性对有机碳矿化的影响

本研究中表明土壤酶活性变化与瞬时土壤有机碳矿化量变化趋势类似。有机碳矿化过程主要是微生物过程,微生物活性越强,土壤有机碳矿化能力就越高。而土壤水分的微小变化都会引起酶活性变化,从而对有机碳矿化过程产生了影响。因此土壤酶活性和瞬时有机碳矿化量在不同干湿条件下变化趋势类似。试验结果表明磷酸酶对水分的响应并不明显。Liu等[25]的研究结果表明水分对土壤磷酸酶有显著影响,而马伟伟等[26]发现水分对磷酸酶活性无影响。造成这种原因可能是磷素受成土母质影响,对外界因素反应较弱。而磷酸酶活性受磷素含量影响[27],磷素因不在适宜水分条件下,其从有机磷转化为无机磷的过程会受到限制,因此土壤水分未能成为磷酸酶的制约因素。造成这种实验差异可能是因成土母质类型不同造成了实验结论不同。本研究发现β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶对淹水胁迫和干湿交替组呈现不同响应,该酶随着干湿交替次数增加,对淹水胁迫处理的抵抗能力显著高于干湿交替处理。王梅等[28]试验得出β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶活性与微生物生物量呈正相关。也有试验表明[27]β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶活性随着土壤含水率的降低而降低,与本文的研究结果一致。土壤含水率处于非稳态,β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶活性较难适应水分变化下的环境条件而降低,当β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶处于淹水胁迫下时,土壤含水率一直处于稳定状态,该酶对环境产生较高适应性,故无显著变化。磷酸酶在干旱胁迫和干湿交替处理下都是有机碳矿化量的影响因子,干旱胁迫和干湿交替处理下,碳循环和氮循环相关酶受水分条件胁迫,不能有效利用土壤中有机质,前文中表明磷酸酶对水分的响应并不显著,因此干旱胁迫下仅有磷酸酶不受水分影响从而对矿化量产生影响。相关研究[29]表明土壤经历长期干旱时,酶活性不仅没有受到抑制,还提高了酶底物的分解速率,而当土壤经历短时干旱时,微生物将通过调节自身以此维持因干旱引起的低土壤水势。因短

时间水分限制将改变土壤内部结构，土壤酶为适应土壤环境只能通过改变自身，当土壤水分处于非稳态时，微生物无法适应环境变化受到制约，自身活性出现降低趋势。这也是本研究中干湿交替处理下土壤酶活性随着干湿交替次数增加而受碳限制更高的原因，碳循环相关酶随着干湿交替次数增加呈现逐渐减弱的趋势，对于碳的需求更为强烈。黄土高原地区土壤有效磷含量较低[30]，同时水分无法调控磷酸酶以提高土壤中的磷素含量，因此在不同干湿条件下土壤酶均受到磷元素限制。

本研究发现在不同干湿条件下土壤酶活性对矿化量的影响程度总是直接作用大于交互作用。这可能是受成土母质本身所含有碳、氮、磷元素限制，微生物利用效率被制约[31]，当自身需求无法满足时，土壤酶之间的联系便会减弱。另一方面当土壤水分过高时，土壤酶之间的联系更加紧密，与干旱胁迫条件相比，土壤酶通过相互作用从而对其他酶造成影响。土壤水分为酶促反应提供物质条件[32]，土壤含水量越高越能促进土壤酶活性。当土壤酶活性增加到一定程度时，土壤酶单一作用达到上限不再增加。土壤水分变化改变了微生物的多样性[33]，从而影响土壤环境，土壤湿润时，微生物种群增加促进了土壤酶间的联系，土壤酶间交互作用提高。

本研究表明不同干湿条件下影响一阶因子的二阶因子有β-葡萄糖苷酶、β-木糖苷酶、β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶，碳循环和氮循环相关酶频繁产生交互作用。土壤有机质分解转化过程中，碳氮转化相关酶活性之间彼此相互促进。宋霄君等[34]研究发现有机碳累计矿化量受酶活性中的β-葡萄糖苷酶影响最大，而梅孔灿等[35]实验得出有机碳矿化受磷酸酶影响最为显著，β-葡萄糖苷酶不显著。本文发现在不同干湿条件下，影响有机碳矿化的影响因子都不相同，由于所处地域不同，土壤养分含量和水分含量不同，造成了微生物所处环境存在差异。在不同环境下对有机碳矿化的酶活性因子也不同，但是本文考虑到对有机碳矿化不显著的酶活性因子通过间接作用对有机碳矿化造成了影响，其中最为明显的是β-葡萄糖苷酶，在不同干湿条件下都不同程度的影响主要的土壤酶因子从而间接对有机碳矿化产生了影响。

4 结 论

干湿交替对有机碳矿化存在瞬时的激发效应且有机碳累积矿化量介于干旱胁迫和淹水胁迫之间，同时干湿交替均会增加碳循环和氮循环相关的酶活性。干湿交替相较于淹水胁迫和干旱胁迫始终受到碳的限制，且干湿交替次数越多碳限制越强烈。磷酸酶、$EAA_{C/N}$、木糖苷酶和β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶是主要的限制性因子，同时量化了不同干湿条件下各因子对有机碳矿化的贡献作用。

参考文献（References）：

[1] 周波涛. 全球气候变暖: 浅谈从AR5到AR6的认知进展[J]. 大气科学学报, 2021, 44(5): 667–671. [Zhou Botao. Global warming: scientific progress from AR5 to AR6[J]. Transactions of Atmospheric Sciences, 2021, 44(5): 667–671.]

[2] Halverson J L, Jones M T, Firestone K M. Release of intracellular solutes by four soil bacteria exposed to dilution stress[J]. Soil Science Society of America Journal, 2000, 64(5): 1630–1637.

[3] Joshua S C T B, Matthew W. Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function[J]. Ecology, 2007, 88 (6): 1386–94.

[4] Chang E H, Chen T H, Tian G L. The effect of altitudinal gradient on soil microbial community activity and structure in moso bamboo plantations[J]. Ecology Environment & Conservation, 2016.

[5] Davidson A E, Janssens A I. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change[J]. Nature: International Weekly Journal of Science, 2006, 440(Suppl.): 165–173.

[6] 刘峰, 赵鹏程, 张昀, 等. 微生物角度揭示气候变暖对土壤有机碳转化影响的研究综述[J]. 土壤通报, 2022, 53(6): 1492–1498. [Liu Feng, Zhao Pengcheng, Zhang Yun, et al. Effects of climate warming on soil organic carbon storage from the viewpoint of Soil Microorganism[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2022, 53(6): 1492–1498.]

[7] Sinsabaugh R L, Lauber C L, Weintraub M N, et al. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale[J]. Ecology Letters, 2008, 11 (11): 1252–1264.

[8] 张睿媛, 袁丹, 秦树平, 等. 碳氮磷化学计量比对土壤有机碳矿化激发效应的影响[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2023, 31 (8): 1311–1321. [Zhang Ruiyuan, Yuan Dan, Qin Shuping, et al. Effects of carbon, nitrogen, and phosphorus stoichiometry on the priming of soil carbon mineralization[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2023, 31(8): 1311–1321.]

[9] 赵宇航, 殷浩凯, 胡雪纯, 等. 长期秸秆还田褐土有机碳矿化特征及其驱动力[J]. 环境科学, 2024, 45(4): 2353–2362. [Zhao Yuhang, Yin Haokai, Hu Xuechun, et al. Characteristics and driving forces of organic carbon mineralization in brown soil with long-term straw returning[J]. Environmental Science, 2024, 45(4): 2353–2362.]

[10] 于淑华, 张丽霞, 谢雪迎, 等. 同水分模式对山东茶园土壤氮素动态的影响[J]. 土保持学报, 2021, 35(4): 289–298. [Yu Shuhua, Zhang Lixia, Xie Xueying, et al. Effects of water regimes on soil nitrogen dynamics in tea Garden in Shandong Province[J]. Journal of

Soil and Water Conservation, 2021, 35(4): 289-298.]

[11] 杨媛媛, 李占斌, 高海东, 等. 大理河流域淤地坝拦沙贡献率分析[J]. 水土保持学报, 2021, 35(1): 85-89. [Yang Yuanyuan, Li Zhanbin, Gao Haidong, et al. Analysis on the contribution rate of sediment reduction of check dams in Dali River Basin[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2021, 35(1): 85-89.]

[12] Tian W P, Zhan B, Jing M, et al. The effects of freeze-thaw process on soil water migration in dam and slope farmland on the Loess Plateau, China[J]. The Science of the Total Environment, 2019, 666: 721-730.

[13] Liu X J, Zhang Y, Li P, et al. Changes in the biological "regulators" of organic carbon mineralization in silted soils of check dams as a result of wet-dry cycles[J]. Land Degradation & Development, 2023, 35(2): 705-716.

[14] Kebede M, Beyene S, Abera Y. Modeling the influence of floriculture effluent on soil quality and dry matter yield of wheat on vertisols at debre zeit, ethiopia[J]. Journal of Environment and Earth Science, 2012.

[15] Moorhead L D, Rinkes L Z, Sinsabaugh L R, et al. Dynamic relationships between microbial biomass, respiration, inorganic nutrients and enzyme activities: informing enzyme-based decomposition models[J]. Frontiers in Microbiology, 2013, 4: 223.

[16] Zhang Y, Liu X J, Li P, et al. Critical factors in soil organic carbon mineralization induced by drying, wetting and wet-dry cycles in a typical watershed of Loess Plateau[J]. Journal of Environmental Management, 2024, 362: 121313.

[17] Liu L L, Wang X, Lajeunesse M, et al. A cross-biome synthesis of soil respiration and its determinants under simulated precipitation changes[J]. Global Change Biology, 2016, 22(4): 1394-405.

[18] Chantal H, Keith H, Fernando S, et al. Seasonal and long-term resource-related variations in soil microbial communities in wheat-based rotations of the Canadian prairie[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38(8): 2104-2116.

[19] Xiang S R, Doyle A, Holden P A, et al. Drying and rewetting effects on C and N mineralization and microbial activity in surface and subsurface California grassland soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(9): 2281-2289.

[20] 王君, 宋新山, 王苑. 多重干湿交替对土壤有机碳矿化的影响[J]. 环境科学与技术, 2013, 36(11): 31-35. [Wang Jun, Song Xinshan, Wang Yuan. Multiple drying-wetting cycles on mineralization of organic carbon in Soil[J]. Environment Science and Technology, 2013, 36(11): 31-35.]

[21] 高俊琴, 徐兴良, 张锋, 等. 水分梯度对若尔盖高寒湿地土壤活性有机碳分布的影响[J]. 水土保持学报, 2008, 22(3): 126-131. [Gao Junqin, Xu Xinliang, Zhang Feng, et al. Distribution characteristics of soil labile carbon along water table gradient of alpine wetland Soils[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2008, 22(3): 126-131.]

[22] 陈玉军, 李婷, 朱立安, 等. 湛江红树林湿地不同淹水梯度下土壤养分及其化学计量特征[J]. 西北林学院学报, 2023, 38(5): 19-27. [Chen Yujun, Li Ting, Zhu Li'an, et al. Soil nutrients and stoichiometry along different flooding gradients in the Zhan Jiang Mangrove Wetland[J]. Journal of Northwest Forestry University, 2023, 38(5): 19-27.]

[23] 张红星, 王效科, 冯宗炜, 等. 黄土高原小麦田土壤呼吸对强降雨的响应 [J]. 生态学报, 2008, 28(12): 6189-6196. [Zhang Hongxing, Wang Xiaoke, Feng Zongwei, et al. The great rainfall effect on soil respiration of wheat field in semi-arid region of the Loess Plateau[J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(12): 6189-6196.]

[24] Zhang Q J, Wang Z S, Xia S X, et al. Hydrologic-induced concentrated soil nutrients and improved plant growth increased carbon storage in a floodplain wetland over wet-dry alternating zones[J]. Science of the Total Environment, 2022, 822: 153512.

[25] Liu C Y, Tian H X, Li H Y, et al. The accuracy in the assessment of arsenic toxicity using soil alkaline phosphatase depends on soil water contents[J]. Ecological Indicators, 2019, 102: 457-465.

[26] 马伟伟, 王丽霞, 李娜, 等. 不同水氮水平对川西亚高山林地土壤酶活性的影响[J]. 生态学报, 2019, 39(19): 7218-7228. [Ma Weiwei, Wang Lixia, Li Na, et al. Dynamic effects of nitrogen deposition on soil enzyme activities in soils with different moisture content[J]. Journal of Ecology, 2019, 39(19): 7218-7228.]

[27] 肖如武, 黄楚龙, 宗钊辉, 等. 低磷胁迫对烤烟根系有机酸含量及土壤磷酸酶活性的影响[J]. 广东农业科学, 2021, 48(8): 74-82. [Xiao Ruwu, Huang Chulong, Zong Zhaohui, et al. Effects of low phosphorus stress on root organic acid content and soil phosphatase activity of flue-cured tobacco[J]. Guangdong Agricultural Sciences, 2021, 48(8): 74-82.]

[28] 王梅, 晏梓然, 赵子文, 等. 黄土高原植被演替过程中相对土壤酶活性的变化特征[J]. 水土保持学报, 2021, 35(5): 181-187. [Wang Mei, Yan Ziran, Zhao Ziwen, et al. Variation characteristics of specific soil enzyme activities during vegetation succession on the loess plateau[J]. Journal of Soil and Water Conservation 2021, 35(5): 181-187.]

[29] Wang Z Y, Sun G, Luo P, et al. A Study of soil-dynamics based on a simulated drought in an alpine meadow on the Tibetan plateau [J]. Journal of Mountain Science, 2013, 10(5): 833-844.

[30] 潘新雅, 李军保, 陈阳, 等. 6个紫花苜蓿品种根系形态结构对低磷胁迫的响应[J]. 草地学报, 2021, 29(11): 2494-2504. [Pan Xinya, Li Junbao, Chen Yang, et al. Response of root morphology and anatomical structure of six alfalfa cultivars to phosphorus deficiency[J]. Acta Agrestia Sinica, 2021, 29(11): 2494-2504.]

[31] Gross A, Angert A. Use of ^{13}C-and phosphate^{18}O-labeled substrate for studying phosphorus and carbon cycling in soils: A proof of concept[J]. Rapid Communications in Mass Spectrometry: RCM, 2017, 31(11): 969-977.

[32] 阮长明, 唐国勇, 杜寿康, 等. 金沙江干热河谷不同海拔土壤碳氮磷化学计量和酶活性研究[J]. 西南农业学报, 2023, 36(11): 2464-2472. [Ruan Changming, Tang Guoyong, Du Shoukang, et al. Stoichiometry of soil carbon, nitrogen, and phosphorus, and enzyme activities at various elevations in the Dry-Hot Valley of the Jinsha River[J]. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2023, 36(11): 2464-2472.]

[33] 刘亚军, 吴娟, 邹锋, 等. 鄱阳湖湿地灰化薹草洲滩土壤微生物和酶特性对水分梯度的响应[J]. 湿地科学, 2017, 15(2): 269-275. [Liu Yajun, Wu Juan, Zou Feng, et al. Response of properties

of soil microbes and enzymes in beach covered by *Carex cinerascens* in Poyang Lake wetlands to moisture gradient[J]. Wetland Science, 2017, 15(2): 269–275.]

[34] 宋霄君, 吴会军, 武雪萍, 等. 长期保护性耕作可提高表层土壤碳氮含量和根际土壤酶活性[J]. 植物营养与肥料学报, 2018, 24(6): 1588–1597. [Song Xiaojun, Wu Huijun, Wu Xueping, et al. Long-term conservation tillage improves surface soil carbon and nitrogen content and rhizosphere soil enzyme activities[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2018, 24(6): 1588–1597.]

[35] 梅孔灿, 陈岳民, 范跃新, 等. 凋落叶和磷添加对马尾松林土壤碳激发效应的影响[J]. 土壤学报, 2022, 59(4): 1089–1099. [Mei Kongcan, Chen Yuemin, Fan Yuexin, et al. Effects of litters and phosphorus addition on soil carbon priming effect in *Pinus massoniana* forest[J]. Acta Pedologica Sinica, 2022, 59(4): 1089–1099.]

Simulated effects of soil enzyme activity on soil organic carbon mineralization in dam land under dry and wet conditions

XING Xinran[1], ZHANG Yi[1], LI Peng[2], LIU Xiaojun[3],
TAO Qingrui[4], REN Zhengyan[4], XU Shibin[5]

(1. College of Ecology and Environment, Ningxia University, Yinchuan 750021, Ningxia, China; 2. National Key Laboratory Cultivation Base of Ecological Water Conservancy Project in Northwest Arid Region, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, Shaanxi, China; 3. College of Agriculture, Ningxia University, Yinchuan 750021, Ningxia, China; 4. Soil and Water Conservation Monitoring Station of Ningxia Hui Autonomous Region, Yinchuan 750002, Ningxia, China; 5. Xiji Indiscriminate Mud River Basin Soil and Water Conservation Test Workstation, Xiji 756200, Ningxia, China)

Abstract: Climate change has increased the frequency of long-term droughts and heavy rainfall events, impacting ecosystems' carbon cycle. Therefore, understanding how soil enzyme activity in different dry/wet conditions affects organic carbon mineralization can help deepen our understanding of the carbon cycle mechanism and advance the goal of global carbon neutrality. This study was based on the unique terraces built to control erosion in the Loess Plateau, and three treatments of flooding stress, drought stress, and wet/dry cycles were designed to monitor soil enzyme activity and organic carbon mineralization. The results indicate that the wet/dry cycle has a transient stimulating effect on organic carbon mineralization, and the cumulative mineralized organic carbon occurs between the drought and flooding stress. At the same time, the wet/dry cycle will increase the activity of carbon and nitrogen cycle-related enzymes; however, the enzyme activity will gradually decrease and stabilize as the number of cycles increases. The enzyme activity in all three water treatment conditions was limited by carbon and phosphorus, and the carbon limitation was more substantial with increasing wet/dry cycles. After the fourth alternating wet/dry cycle, the phosphorus limitation exceeded the flooding and drought stress treatments. When the soil was under drought stress, flooding stress, or wet/dry cycles, the enzyme activity factors that limit organic carbon mineralization were different. The direct effect of the phosphatase factor under drought stress was 99%, the direct impact of $EAA_{C/N}$ (carbon cycle- /nitrogen cycle-related enzyme) and xyloglucosidase factor under flooding stress was 87%, and the direct effect of the interaction between factors under drought and flooding stress was only 1% and 13%. Under wet/dry cycle conditions, the direct impact of phosphatase and N-acetyl-beta-glucosaminidase factor was 75%, the direct effect of interaction between factors was 25%, and the wet/dry cycle significantly increased the interaction between factors. This study provides theoretical support for clarifying the role of Loess Terrace.

Keywords: dry and wet alternate; soil enzymes; soil organic carbon mineralization; Loess Plateau